

Modelos de interacción humano-ambiental: el enfoque de la Biocomplejidad

M. F. Acevedo¹, J. Rosales, L. Delgado², M. Ablan, J. Davila³, J.B. Callicot⁴, M. Monticino⁵

(1) Programa de Ingeniería Biológica y Ambiental, Universidad del Norte de Texas, Denton, Texas, E.E.U.U.
 Centro de Simulación y Modelos (CESIMO), Universidad de Los Andes (ULA), Mérida, Venezuela.

(2) Centro de Investigaciones Ecológicas (CIEG), Universidad Nacional Experimental de Guayana (UNEG), Ciudad Guayana, Venezuela.

(3) Centro de Simulación y Modelos (CESIMO), Universidad de Los Andes (ULA), Mérida, Venezuela.

(4) Departamento de Filosofía, Universidad del Norte de Texas, Denton, Texas, E.E.U.U.

(5) Departamento de Matemáticas, Universidad del Norte de Texas, Denton, Texas, E.E.U.U.

Modelos de interacción humano-ambiental: el enfoque de la Biocomplejidad. Estudiamos el acoplamiento de sistemas naturales y humanos en diversos sitios y culturas construyendo modelos de simulación de cuatro sitios que incluyen áreas protegidas; dos en Texas, Estados Unidos, y dos en Venezuela. En los sitios de Texas, se están convirtiendo legalmente los bosques en espacios urbanos de uso residencial, comercial, e industrial, mientras que en Venezuela se talan legal e ilegalmente los bosques para transformarlos en sistemas agrícolas de subsistencia. Las técnicas contemporáneas de modelación facilitan simulaciones de decisiones humanas y de la dinámica del ecosistema que pueden revelar patrones inesperados. Tales acoplamientos de los sistemas humanos y los sistemas naturales se reconocen actualmente como una forma de biocomplejidad. Nuestra metodología es flexible, para permitir la adaptación a cada uno de los sitios del estudio, capturando las características esenciales de los cambios respectivos de la utilización del territorio, y de las reacciones naturales y decisiones humanas. Las interacciones entre los humanos se simulan usando los modelos multi-agentes que actúan sobre modelos del paisaje forestal, y perciben la respuesta de los efectos de estas acciones en forma de cambios de hábitat ecológicos y dinámica hidrológica.

Palabras claves: biocomplejidad, Texas, Venezuela, uso del territorio, cobertura del terreno, uso de la tierra, sistemas naturales-humanos, bosque, paisajes, agentes, sistemas natural-humanos acoplados.

Models of human-nature interactions: the Biocomplexity approach. We study coupled human-natural systems across sites and cultures building simulation models in four sites that include protected areas; two in Texas (USA) and two in Venezuela. In the Texas sites, forests are being converted legally to urban spaces of residential, commercial and industrial use, while in Venezuela forests are extra-legally clear-cut for subsistence agriculture. Modern modeling techniques facilitate the study of human decisions and ecosystem dynamics and can reveal unexpected patterns. Such couplings of human and natural systems are recognized as a form of biocomplexity. Our methodology is flexible to allow adaptations to the diverse study sites, capturing the essential characteristics of the changes in land use and cover and the effects on natural systems and human decisions. Human interactions are simulated using multi-agent models that act on models of forest landscape and perceive the response of these actions in the form of changes in habitat and hydrological dynamics.

Key words: biocomplexity, Texas, Venezuela, land use, land cover, human-natural systems, forests, landscape, agents.

Introducción

La deforestación con fines agrícolas o de expansión urbana son tan prevalentes en todo mundo, que su aumento afecta al tipo de cubierta y a los usos del territorio (cambios en el uso del territorio, en adelante CUT) en tal magnitud, que representa un reto de dimensión planetaria (Houghton, 1994; Lepers *et al.*, 2005; Moran y Ostrom, 2005, Ojima *et al.*, 1994; Walker, 2004; Watson *et al.*, 2000). Aunque por mucho tiempo las ciencias sociales y las naturales han tenido enfoques diferentes, ambas ciencias comienzan a reconocer la importancia de incorporar el impacto de la ecología en el comportamiento humano (Evans y Moran, 2002; Kellert, 1997), y la importancia de cambios en el uso del territorio como parte crucial de la comprensión ecológica (e.g., Foster *et al.*, 1998).

La interacción humano-natural produce una dinámica emergente compleja que puede ser analizada bajo la perspectiva de los modelos de los sistemas humano-naturales acoplados (SHN). Estos modelos simulan las interacciones entre los grupos humanos y el paisaje natural, y cómo se modifican estos comportamientos con base a la percepción de los cambios en el ambiente debido a estas acciones. Aunque las interacciones humano-ambientales, tanto actuales como de la antigüedad, se han estudiado durante muchos años (e.g., Gomez-Pompa y Kaus, 1990,1992; Redman 1999; Turner *et al.* 1990a), resulta novedoso utilizar técnicas matemáticas y de computación para abordar estos estudios. Los modelos computacionales se están usando en las ciencias sociales con este propósito (Openshaw 1995; Parker *et al.*, 2003).

Las técnicas modernas de modelos multi-agente (MMA) facilitan las simulaciones del comportamiento de los sistemas humanos, ya que capturan lo esencial de los procesos de decisión y valores o preferencias que conllevan a cambios en el uso del territorio. A su vez estos cambios generan efectos en el sistema natural simulado por modelos basados en procesos y funciones del ecosistema. Aun más, las capacidades computacionales permiten el análisis de los patrones emergentes de SHN reconocidos como una forma de "biocomplejidad". Varios aspectos caracterizan el estudio de biocomplejidad: escalas temporal y espacial múltiples, niveles múltiples de organización biológica, interacciones múltiples y dinámica no-lineal (Anderson, 2003; Cottingham, 2002; Covich, 2000; Dybas, 2001; Michener *et al.*, 2001; Pickett *et al.*, 2005).

Los MMA están demostrando ser una herramienta útil para el estudio de SHN y el análisis integrado del ambiente y políticas ambientales (Bousquet y Le Page, 2004; Hare y Deadman, 2004). Así pues se han reportado recientemente muchas aplicaciones de MMA para simular decisiones humanas y cambios en el uso del territorio (Deadman *et al.*, 2004; Evans *et al.*, 2001; Hoffman *et al.*, 2002; Ligtenberg *et al.*, 2001; Parker *et al.*, 2003; Schneider *et al.*, 2001). Estos modelos se han empleado para estudiar localización de áreas verdes en áreas urbanas como elemento dilatorio del crecimiento (Brown *et al.*, 2004), cambios paisajísticos en áreas sub urbanas (Loibl y Toetzer, 2003), y deforestación de bosques tropicales (Huigen, 2002; Lim *et al.*, 2002; Manson, 2002).

Estos modelos son muy útiles cuando se enlazan con otros, y con tecnologías geo-espaciales (Arima *et al.*, 2005; Bhaduri *et al.*, 2000; Mas *et al.* 2004), cuando incluyen la importancia de los factores socioeconómicos (Walker *et al.*, 2002; Walker, 2003; Aspinall, 2004; Brown *et al.*, 2000), cuando plantean aplicaciones de gestión ambiental (Pahl-Wostl, 2004, 2005), y cuando se usan para la integración de varias escalas de estudio (Evans y Kelley, 2004). La ecología de paisaje también reconoce la importancia de patrones espaciales en los procesos ecológicos y la dinámica de CUT, donde los humanos se consideran como agentes que participan activamente en el paisaje (e.g., Brandt *et al.* 2002; Lundberg, 2002; Zube, 1987; Haber 2004). Esto es particularmente útil cuando se estudia la fragmentación y la conservación de biodiversidad (Metzger, 2000).

Para los objetivos del modelado, los valores o preferencias de los grupos humanos se expresan cuantitativamente con base a los factores que influyen en las acciones de los grupos de presión. El modo convencional de hacer esto es por medio de una métrica monetaria, pero este enfoque ha sido criticado por reducir el complejo de valores humanos a un solo tipo, el valor económico (Hargrove, 2000; Norton, 1991; Rolston, 1985). Los economistas defienden el uso de esta métrica postulando que el dinero es sólo una medida para expresar valores de otra manera inconmensurables (Freeman, 1993). Sin embargo, mucha gente se siente incapaz de responder cuando se le pregunta lo que querrían pagar por cosas consideradas como 'inestimables'; los iconos culturales, la belleza de la naturaleza, y los servicios del ecosistema. Pensamos que es importante desarrollar modos alternativos de cuantificar valores humanos en MMA de SHN, y Ésta ha sido una motivación para los estudios que reportamos en este artículo.

Objetivos

La pregunta que dirige nuestra investigación es si se puede lograr patrones de CUT que sean sostenibles a largo plazo. Más expresamente, nos hacemos dos preguntas: ¿Cuáles son los valores de los grupos de presión que conducen las decisiones de CUT dentro de las estructuras de gobernabilidad en un lugar? ¿Y cómo puede el conocimiento de estos valores ser usado para dirigir decisiones y políticas que hagan los SHN sustentables en un lugar? (Acevedo *et al.*, 2007).

En este artículo, describimos los modelos que hemos usado para explorar las preguntas mencionadas arriba en cuatro sitios de estudio, en Texas y en Venezuela. Este artículo está basado en un trabajo anterior (Acevedo *et al.*, 2007) que coloca nuestra investigación de SHN en el contexto de las ciencias geográficas.

Las interacciones entre los grupos de presión son simuladas usando MMA que actúan en modelos de paisaje forestales en la forma de CUT; el MMA recibe la reacción o efectos de estas acciones en forma de métricas de hábitat ecológico y respuestas hidrológicas proporcionadas por los modelos de ecosistemas. Los grupos de presión pueden ver entonces los efectos potenciales de sus decisiones en el lugar que ellos habitan y reconsiderar aquellas decisiones a fin de lograr la sostenibilidad del sistema.

En las páginas siguientes proporcionamos una breve descripción de los sitios del estudio, describimos la metodología de modelaje y comparamos los modelos para contribuir al proceso conceptual de la síntesis. Proponemos que una síntesis que trasciende sitios y culturas, a través de un proceso de simplificación y de abstracción, puede llevar a un método general aplicable a muchos paisajes forestales.

Sitios de estudio

Nuestros sitios de estudio son: (1) el Corredor del Greenbelt (GBC) en el Norte de Texas (Monticino *et al.*, 2007); (2) el Big Thicket o Gran Matorral (BT) en Texas suroriental (Callicott *et al.*, 2006a); (3) la Reserva Forestal de Caparo en el occidente de Venezuela (Moreno *et al.*, 2007); y (4) la cuenca alta del Río Botanamo que en parte ocupa la Reserva Forestal de Imataca en el oriente de Venezuela (Delgado *et al.*, 2005). Todos los sitios incluyen áreas protegidas: un bosque ribereño en GBC, la reserva nacional de biodiversidad en BT y las reservas forestales en Venezuela que son reguladas por la ley para el manejo forestal.

El estudio de varios sitios permite que generalicemos y que entendamos los principios fundamentales del cambio de cubierta y usos del territorio, aprovechando las concordancias así como la unicidad de los sitios del estudio. En los sitios de Texas, se está convirtiendo legalmente el espacio natural para uso residencial, comercial, e industrial, mientras que en Venezuela, se tala ilegalmente los bosques con fines agrícolas. Los sitios de estudio, tienen elementos en común; por ejemplo, son de relieve relativamente plano y precipitación similar (~1100-1600 mm anualmente). Los procesos y los servicios ecológicos son comunes: biodiversidad, agua (cantidad y calidad), y fragmentación del hábitat. La estacionalidad está presente en todos los sitios, aunque en Texas son templados (cuatro estaciones primavera, verano, otoño e invierno), y en Venezuela son tropicales (dos estaciones, lluvia y seca).

Big Thicket (BT)

El BT cerca del golfo de México, es una de las regiones biológicamente más diversas de Norteamérica (Gunter, 1993). Sus áreas legalmente preservadas, administradas por el Servicio Nacional de Parques de los E.E.U.U., son pequeñas y poco conectadas por los corredores ribereños (Cozine, 2004). El corredor principal es a lo largo del río Neches (**Fig. 1**). Están situadas en una matriz de bosques explotados y de plantaciones intercalado con extracción de petróleo y gas, y con desarrollo urbano y sub-urbano (**Fig. 2**).



Figura 1. El corredor ribereño del río Neches en la Reserva Nacional de Big Thicket (BT), Texas, EEUU.

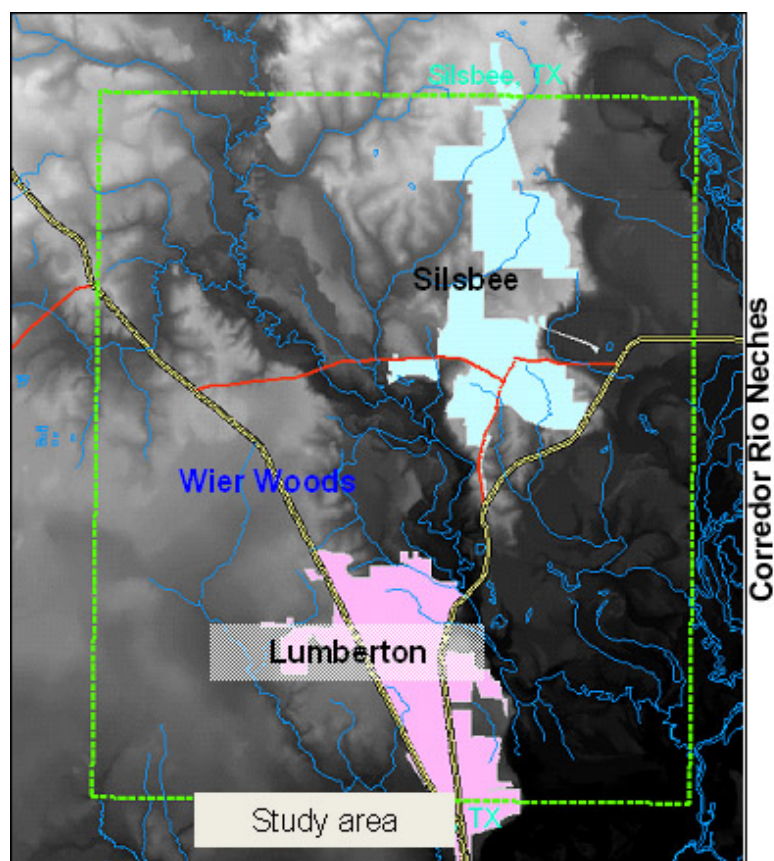


Figura 2. La zona de nuestro estudio que incluye áreas urbanas y sub-urbanas así como y de bosque de la Reserva Nacional de Big Thicket (BT), Texas, EEUU.

El clima es subtropical húmedo con la precipitación distribuida uniformemente a través del año. La región era tan difícil de atravesar, que no fue habitada permanentemente por los indígenas americanos, ni por los colonos franceses y españoles (Callicott *et al.*, 2006a). Todavía hacia mediados del siglo XIX, cuando Texas se separó de México y se unió a EEUU, el BT era poco utilizado. Sin embargo, al cambiar de siglo se comenzó fuertemente la explotación del lugar, con la extracción de madera y la perforación petrolera. Por sus condiciones primitivas fue un lugar para los fugitivos de la justicia, cazadores furtivos, y los que se escapaban de la guerra civil por motivos de conciencia (Cozine, 2004).

Greenbelt Corridor (GBC)

El GBC está situado en una matriz suburbana y agrícola cerca de la ciudad de Denton en la planicie de inundación del Caño del Olmo del Rio Trinidad, y esta situada entre dos embalses. Su parte protegida cubre ~20 km² de la provincia biogeográfica de praderas surcadas por bosques. Cubierto históricamente por bosques en las áreas inundadas y por una combinación roble-sabana en las altiplanicies, el GBC ahora es un mosaico de vegetación herbácea y bosques en varios estadios de sucesión (**Fig. 3**).

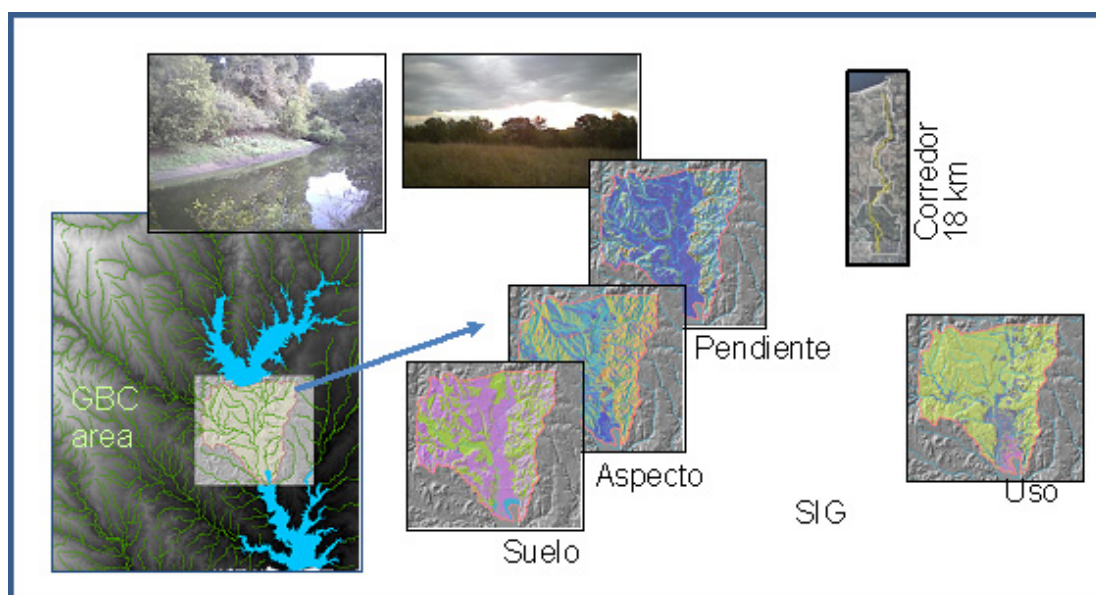


Figura 3. La zona de estudio en el Corredor Greenbelt (GBC) en el Norte de Texas, EEUU. La información de SIG se combina para calcular parámetros del modelo dinámico.

La historia humana del área se ha borrado por cambios de uso generados por los granjeros y los rancheros, y más recientemente por los habitantes sub-urbanos. El área está experimentando actualmente un crecimiento residencial y comercial muy rápido. Por ejemplo, el condado de Denton duplicó su población en el periodo 1990 a 2004, duplicó el porcentaje de tierra desarrollada en el periodo 1995 a 2000, y aumentó en 25% las unidades habitacionales en el periodo 2000 a 2005 (NTCOG, 2005).

Caparo

La reserva del bosque de Caparo cubre 1.800 km² de los llanos occidentales venezolanos. Sus bosques están en la transición entre el bosque tropical seco y el bosque tropical húmedo. Es un mosaico de vegetación determinado por posiciones de banco, sub-banco y de bajo (Fig. 4).



Figura 4. El caño Anaru y bosque siempreverde de sub-banco en los bosques de la Reserva Forestal de Caparo (Fotos de tomadas de la página web de [Ecored](http://Ecored.org)).

La reserva fue creada en 1961 para apoyar el desarrollo de una industria de madera, mientras que preservaba uno de los bosques más productivos de Venezuela. Se divide en tres unidades de manejo. Nuestro estudio se centra en la unidad I (~530 km²), que incluye un área experimental, usada para la investigación y las actividades educativas. Actualmente, quedan solamente 70 km² de bosque en la reserva, situado todo en el área experimental.

En Caparo se ha dado el proceso agrario típico de las reservas forestales en los llanos occidentales venezolanos (Rojas, 1993). Durante la "primera etapa", un colono toma posesión de una parcela de tierra en la reserva y la convierte en conuco (es decir tala y quema). En pocos años, cuando se agotan los suelos, los colonos venden las parcelas deforestadas a los ganaderos. La "segunda etapa" consiste en sembrar pasto y vender los potreros para el uso ganadero, pasando por varias fases: la propiedad de las parcelas deforestadas se concede a los colonos, bajo legislación de la reforma agraria, y después se transfiere, a precios bajos, a políticos, oficiales militares, y ganaderos, quienes entonces utilizan su influencia política para sostener la primera etapa (Centeno, 1997). La tercera etapa es de consolidación de tierras ganaderas, donde los potreros pasan a ser el tipo de uso del territorio principal en tierra previamente forestal. Así pues, este proceso se caracteriza por la concentración de la propiedad de terreno, conduce a más gente sin tierras, que después inicia el ciclo o trabaja asalariada para los ganaderos (Sánchez, 1989).

Imataca

Este sitio se centra en un área de ~ 2.500 km² en la cuenca alta del río Botanamo. En Imataca, asociado con un gradiente espacial de la precipitación, hay, desde bosques siempre verde, a bosques semi-decíduos, y sabanas dispersas dentro de las áreas boscosas (CVG TECMIN, 1987). Imataca es considerada una de las reservas forestales más valiosas en Venezuela y Suramérica, caracterizada no solamente por la abundancia de especies maderables, sino también por su biodiversidad (Miranda *et al.* 1998; UCV-MARNR 2002). En Imataca habitan cinco grupos étnicos indígenas, cuyas culturas y sustento dependen de su entorno natural (Mansutti *et al.* 2000). Los bosques del sector occidental han sido fragmentados por actividades agrícolas y de pastoreo de ganado vacuno cerca de la ciudad de Tumeremo, situada en el borde de la reserva (Fig. 5).

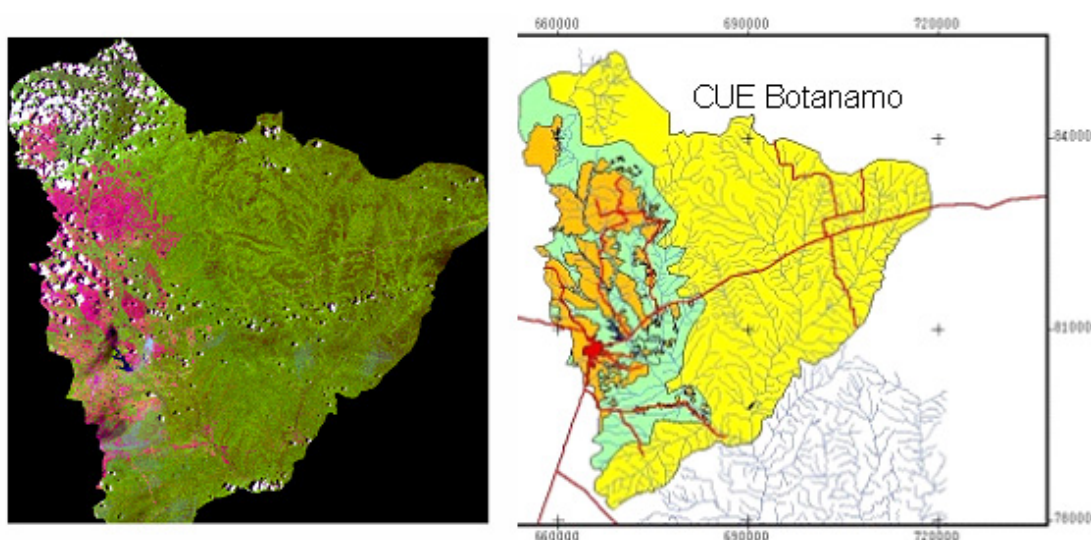


Figura 5. La cuenca alta del Río Botanamo, imagen satelital y mapa SIG de CUT. El sector occidental esta fragmentado alrededor de Tumeremo. El sector oriental está en la Reserva Forestal de Imataca.

Hasta la mitad del siglo XVII, la región fue poblada solamente por los grupos indígenas, que practicaron la agricultura de conuco; a final del siglo XVIII se fundó una misión en Tumeremo, debido a las condiciones favorables para la ganadería, iniciando así el proceso de la fragmentación del bosque. Posteriormente se comenzó la extracción de látex y oro, y se dieron las primeras concesiones de la madera (Callicott *et al.*, 2006b). Actualmente, el 83% del área del estudio de Botanamo es boscosa, siendo el 56% designado para la silvicultura en la reserva de Imataca. Cerca de 12% del área está cubierta por sabana y pastizales. El 5% restante se utiliza para agricultura de subsistencia, casas, y áreas urbanas. La inmigración está acelerando la conversión del bosque. La extracción de madera, la explotación minera, y la ganadería son las actividades más provechosas. La agricultura sigue reducida a escala de subsistencia, y debido a que es practicada por grupos indígenas en sus tierras tribales, no ha dado lugar todavía a las tres etapas descritas en Caparo.

Metodología

Hemos diseñado nuestros modelos de SHN para capturar rasgos relevantes de los procesos de decisión y valores y preferencias de grupo de presión que conducen a cambios en el uso del territorio de nuestras áreas de estudio. El objetivo de

los modelos es ayudar a responder las preguntas que hemos declarado antes, y revelar tendencias de CUT y, aún más importante, para orientar a los entes que toman decisiones sobre las sensibilidades de CUT a las acciones de los grupos de presión. En nuestro modelo de sitios de Texas, los valores de grupo de presión son representados explícitamente dentro de un marco de análisis de decisión estadístico usando funciones de utilidad de múltiples atributos (ver, por ejemplo, Keeney y Raiffa, 1993).

Las funciones de utilidad codifican las incertidumbres inherentes a las decisiones de grupos de presión cuando los agentes responden a oportunidades económicas dentro del contexto cultural y de gobierno. Por ejemplo, cuando los dueños de tierras consideran si hay que vender o aferrarse a su tierra, pesa la riqueza adicional que obtendrían al vender, contra la integridad bio-cultural del lugar que ellos habitan. Los agentes dentro de nuestro modelo evalúan el valor de cada acción posible según una función de utilidad multi-atributo, y luego seleccionan aquella acción con la utilidad esperada más alta. Comparado con una métrica puramente monetaria, pensamos que éste es un modo mucho más realista de capturar los valores que conducen a las decisiones de CUT que la gente realmente toma.

Nuestros modelos son dinámicos en cuanto a los valores o preferencias de los agentes; éstos pueden alterar su preferencia en respuesta a las decisiones de otros agentes, a los cambios locales en las estructuras del gobierno y a los cambios de uso del territorio. Por ejemplo, en respuesta a CUT que da lugar a mayor inundación local debido a la pérdida de superficie permeable, los agentes residenciales de nuestros modelos de Texas pueden ajustar su estructura de valor para poner un peso más alto en los efectos ambientales del desarrollo sub-urbano. Los agentes residenciales pueden también influenciar el cambio de los agentes del gobierno, votando por un gobierno que ponga un peso más alto en consecuencias ambientales negativas de la política de desarrollo que en relaciones de negocio y la maximización de la base de impuesto. Aun no hemos incluido explícitamente cambios culturales más fuertes; por ahora, hemos preferido tomar el enfoque epistemológicamente más conservador, y concentrarnos en los cambios del valor que responden a las condiciones locales y de mediano plazo, porque las suposiciones sobre cambios sociales mayores son especulativas, y la creencia que ocurrirán es influenciada a menudo por el pensamiento deseoso o apocalíptico.

Los modelos MMA operan bajo varios escenarios sociales y económicos y reciben la reacción de los modelos del sistema natural. Estos modelos simulan cómo el paisaje y la hidrología son afectados por acciones de los agentes, y producen cambios en calidad del hábitat y del agua bajo escenarios climáticos y naturales del disturbio. Estos cambios se pasan al modelo del sistema humano.

Nuestros modelos del sistema natural son genéricos y similares para todos los sitios, pero los parámetros de cada sitio explican la composición de las especies, respuesta hidrológica a la tala de árboles, y los procesos y las funciones del ecosistema. Así, los servicios del ecosistema, tales como cantidad y calidad del agua y biodiversidad, son similares en los varios sitios. Procuramos utilizar elementos comunes (e.g. los árboles y agua) para determinar la estructura del modelo, para integrar los efectos del cambio de uso del territorio vía los modelos de sistema naturales. Por esta razón, utilizamos modelos que son similares en estructura, e.g., modelos de la sucesión del bosque (Acevedo *et al.*, 2001; Monticino *et al.*, 2002). Los tipos del CUT que usan los modelos están basados en la teledetección (e.g., CWRAM, 2002; Newell *et al.*, 1997; Pozzobón, 1996).

Los MMA que usamos varían en metodología. Para los sitios venezolanos, los modelos emplean un método basado en lógica formal, especificando un sistema de reglas que definen las acciones que se tomarán por un agente, mientras que los modelos elaborados para los sitios de Texas acentúan sistemas de valor o preferencia, y se basan en el método del análisis de la decisión. Estos métodos se diferencian más en estilo y énfasis que en sustancia. Mientras que el enfoque lógico define explícitamente reglas de decisión, también define implícitamente un sistema de valor y una función para uso general para el agente asociado. En forma análoga, el enfoque del análisis de la decisión indica explícitamente un sistema de valor, pero define implícitamente un sistema de reglas de decisión.

Estos métodos se han aplicado según las necesidades y las circunstancias de cada sitio del estudio. Los datos para Caparo se basan en la literatura existente y el juicio de expertos (fuente indirecta o secundaria), y así los modelos basados en las reglas se juzgaron más prácticos y apropiados a este caso. En el estudio del GBC hay suficientes datos primarios empíricos (resultados de encuestas) para apoyar un enfoque basado en el análisis de decisión. En Imataca, como síntesis metodológica adicional, estamos en proceso de una combinación del método basado en las reglas de Caparo y del método de análisis de decisión del GBC basados en encuestas de campo.

En todos los modelos, los agentes representan los individuos, los grupos de individuos, las organizaciones privadas y las instituciones gubernamentales que toman acciones que afectan al uso del territorio, directamente o indirectamente. En el modelo del GBC, solamente el agente urbanizador afecta directamente al CUT, mientras que en los modelos de Caparo y de Imataca, la mayoría de los agentes afectan directamente al CUT. Todos los modelos contienen interacciones en cada categoría; la diferencia entre los modelos con respecto a la interacción del agente es principalmente el resultado de cuán explícitas son estas categorías de interacciones. En el modelo del GBC, la interacción espacial entre los propietarios y la historia de la decisión es menos explícita; cada agente no reacciona directamente a la acción de agentes vecinos, sino al

estado actual del sistema que contiene la historia de las últimas decisiones. Por ejemplo, la decisión de un propietario de vender se ve influenciada por el desarrollo de la tierra vecina (y no directamente por la acción de la venta del vecino). Por otra parte, el agente residencial y los agentes del gobierno obran recíprocamente. Los agentes del gobierno deciden sobre las ofertas de desarrollo basándose en protestas de los ciudadanos, y éstos responden a las decisiones del agente del gobierno. El modelo de Caparo incluye las interacciones y la historia espacial explícitas; los agentes reaccionan directamente entre sí y a las acciones anteriores. Esto hace el modelo más expresivo pero más complicado para el cómputo.

Los dos métodos de la decisión que hemos empleado se pueden convertir entre sí. Por ejemplo, las reglas de decisión se pueden formular usando funciones para uso general con valores binarios asignados a los agentes que reflejan el tipo de agente y la creencia y las preferencias del agente. Las cualidades, las funciones para uso general parciales asociadas, y los pesos se pueden especificar para codificar reglas de decisión. Asimismo, las expresiones del análisis de la decisión se pueden convertir en lógica, porque cada agente tiene un sistema asociado de observaciones, de acciones, de resultados, de probabilidad y de utilidad de los resultados. Usando este sistema, las reglas de decisión se pueden combinar con una instrucción para que el agente seleccione la acción con la prioridad mayor, y eventualmente se pueden expandir para incluir procesos anticipatorios como la planeación en el agente.

Mientras que los seres humanos reales llegan a una decisión con base a una multiplicidad de valores y de preferencias, los agentes en nuestros modelos se caracterizan solamente por las estructuras esenciales del valor o preferencia en los procesos de decisión. Las acciones disponibles para ellos representan solamente amplias categorías de CUT: así, mientras que la decisión de un colono para plantar maíz o algún otro cultivo puede ser de gran importancia individual, nuestros modelos caracterizan solamente la decisión esencial con respecto a la tierra, e.g., tala del bosque y conversión al uso agrícola. En forma similar, mientras que el tamaño de la parcela y de la casa puede representar una diferencia económica crucial para un urbanizador residencial, nuestros modelos caracterizan solamente los cambios de CUT que siguen la decisión de un propietario para vender la tierra forestal para la conversión al desarrollo residencial unifamiliar. Aún en forma más general, el resultado de la acción de tala de los colonos pobres con fines de agricultura de subsistencia es similar al de los urbanizadores para construir residencias; es decir, los efectos sobre los sistemas naturales y los servicios ecológicos son comparables.

Por lo tanto, los MMA de sistemas humanos exhiben semejanzas funcionales en sus dinámicas de CUT, y en sus efectos sobre el sistema natural. Así, su comparación resulta útil en este ejercicio de síntesis. Por supuesto, cada sitio de estudio funciona bajo unas determinadas condiciones legales y regulatorias. En los modelos de Texas, consideramos el proceso legal y regulador del CUT en los EE.UU., incluyendo interacciones entre las condiciones económicas y los agentes del gobierno, que afectan a las acciones de los propietarios. El modelo de Caparo contempla el marco jurídico venezolano para el CUT y su aplicación o, más bien, la carencia de aplicación. Mientras que los colonos venezolanos y los urbanizadores de Texas pueden tener funciones similares, los urbanizadores poseen la tierra afectada por sus decisiones; mientras que los colonos la ocupan sin ser propietarios. La misma situación se pone de manifiesto en el caso de las concesionarias de explotaciones silvícolas en Venezuela y de las compañías madereras en Texas: las últimas poseen la tierra, mientras las primeras no pueden tener la propiedad. Caparo se encuentra confinado dentro de la reserva que seguirá siendo pública, a menos que se derogue su estado de reserva legal. Los sitios de Texas incluyen una tierra que puede ser de tenencia pública o privada, y estar en manos de los ciudadanos, las ONG, las compañías de la madera, o las compañías de desarrollo.

Resultados y discusión

Los resultados de la simulación del modelo del GBC indican que al considerar los valores del agente en la formulación de la gerencia del crecimiento, se pueden lograr resultados más acertados. Las interacciones entre agentes produjeron dinámicas complejas, y las simulaciones revelaron las sensibilidades dominantes de estas dinámicas. Particularmente, la mayor sensibilidad a los factores principales de CUT fue hacia el precio de la tierra, el desarrollo de áreas vecinas, y las interacciones espaciales entre los dueños de tierras. Mientras que la sensibilidad a los valores económicos no representa una sorpresa, las simulaciones revelaron otra sensibilidad que podría ser de importancia al interés gubernamental: los propietarios tienden a aferrarse a sus tierras si las parcelas vecinas continúan sin urbanizarse. Por lo tanto, si los gobiernos compraran parcelas o los derechos del desarrollo en forma de “espacios abiertos estratégicos” los dueños de tierras vecinas, sensibles al cambio en el uso del territorio vecino, se opondrían a la tentación de vender, al darse aumentos modestos en los precios de la tierra. Así, los fondos de conservación para preservar espacios podrían ser más eficientes si se distribuyeran en forma dispersa. Claro está, los gobiernos locales necesitarían estar enterados de los efectos potenciales de tal estrategia. El desarrollo a una densidad más baja da lugar a costes más altos para la distribución de los servicios. Sin embargo, tal estrategia ayudaría en última instancia a alcanzar la meta de sostener los sistemas humanos y naturales.

El modelo de Caparo fue evaluado mediante una comparación cualitativa de los resultados con la historia del CUT en el área. Los resultados de la simulación concuerdan con lo que se sabe sobre CUT, la sucesión tropical del bosque, y la gerencia de bosque en el área (**Fig. 6**).

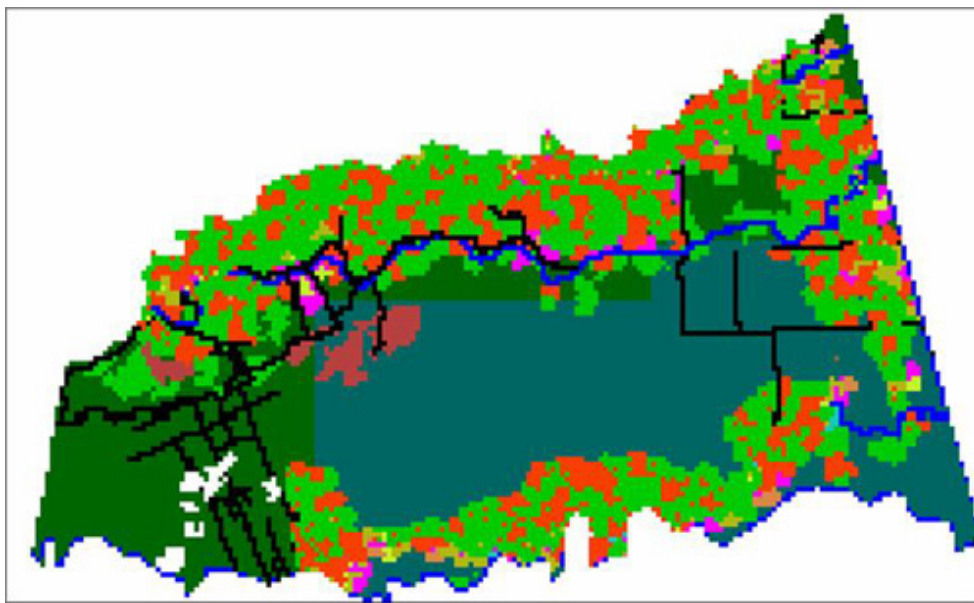


Figura 6. Resultados de simulación en la zona de estudio de Caparo. El mapa ilustra la fragmentación del bosque (cuadros rojos) en las zonas periféricas al cabo de un periodo simulado de 65 años de política permisiva de expansión agrícola en la Reserva.

Hace falta una comparación más cuantitativa, con los mapas reales de CUT. Sin embargo, según lo indicado por muchos autores (e.g., Parker *et al.*, 2003; Bousquet y Le Page, 2004), la validación de MMA representa un desafío importante. En Caparo, los modelos revelan que la aplicación vigorosa de las leyes y de las regulaciones que gobiernan todas las actividades de CUT es la clave para alcanzar una relación sostenible entre los sistemas humanos y naturales de la región. En Imataca, presumimos que asegurando los derechos de los habitantes indígenas de la región, se podrá lograr una política más eficaz para alcanzar una relación sostenible entre los sistemas humanos y naturales en esa región (Callicott *et al.*, 2006b). Los patrones indígenas de subsistencia han coexistido con el carácter boscoso de Imataca desde hace mucho tiempo. Pero, como lo sugiere la experiencia de Caparo, la subsistencia de conuco es sostenible solamente si las densidades demográficas siguen siendo bajas. Por lo tanto, controlar la inmigración en Imataca debe ser un elemento de una política para mantener los sistemas naturales y humanos en la región.

Conclusiones

Hemos formulado modelos MMA y de paisaje que incluyen una representación de las fuerzas impulsoras de los cambios en el uso del territorio. El modelo combinado MMA y del paisaje permite la representación de las decisiones humanas que conducen el CUT, con la ventaja de aportar una representación espacial que puede capturar la localización y la magnitud del cambio. Las simulaciones produjeron patrones cualitativos de CUT similares a los observados en GBC y Caparo. Esto ayuda a validar el enfoque de estos modelos, mientras que se estudian otros sitios y se obtienen métodos más cuantitativos de evaluación.

Agradecimientos

Este artículo resultó de dos talleres de síntesis geográfica y cultural como parte de un proyecto de Biocomplejidad en el ambiente financiado por la Fundación Nacional de Ciencia de los EE.UU. (subvención NSF CNH BCS-0216722). El objetivo de estos talleres era comparar los modelos de cuatro sitios del estudio y procurar su síntesis. Los talleres fueron auspiciados por UNEG (en octubre de 2004) y ULA (en febrero de 2005). Deseamos agradecer a los participantes de estos talleres sus contribuciones, y a FUNDACITE-Guayana por el apoyo a los investigadores de UNEG.

Referencias

Acevedo M.F, Callicott, J. B., Monticino, M., Lyons, D., Palomino, J., Rosales, J., Delgado, L., Ablan, M., Davila, J., Tonella, G., Ramírez, H. y Vilanova, E. En prensa. Models of Natural and Human Dynamics in Forest Landscapes: cross-site and cross-cultural synthesis. *Geoforum*. doi:10.1016/j.geoforum.2006.10.008.

Acevedo, M.F., Pamarti, S., Ablan, M., Urban, D.L. y Mikler, A. 2001. Modelling forest landscapes: parameter estimation from

gap models over heterogeneous terrain. *Simulation* 77: 53-68.

Anderson, O.R. 2003. A model of biocomplexity and its application to the analysis of some terrestrial and marsh eukaryotic microbial communities with an emphasis on amoeboid protists. *The Journal of Eukaryotic Microbiology* 50: 86-91.

Arima, E.Y., Walker, R.T., Perz, S.G. y Caldas, M. 2005. Loggers and forest fragmentation: behavioral models of road building in the Amazon Basin. *Annals of the Association of American Geographers* 95: 525-541.

Aspinall, R. 2004. Modelling land use change with generalized linear models—a multi-model analysis of change between 1860 and 2000 in Gallatin Valley Montana. *Journal of Environmental Management* 72: 94-103.

Bhaduri, B., Harbor, J., Engel, B. y Grove, M., 2000. Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land-use change using a GIS-NPS model. *Environmental Management* 26: 643-658.

Bousquet, F. y Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling* 176: 313-332.

Brandt, J.J.E., Bunce, R.G.H., Howard, D.C. y Petit, S., 2002. General principles of monitoring land cover change based on two case studies in and . *Landscape and Urban Planning* 62: 37-51.

Brown, D.G., Pijanowski, B.C. y Duh, J.D., 2000. Modelling relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA. *Journal of Environmental Management* 59: 247-263.

Brown, D.G., Page, S.E., Riolo, R. y Rand, W., 2004. Agent-based and analytical modelling to evaluate the effectiveness of greenbelts. *Environmental Modelling & Software* 19: 1097-1109.

Callicott, J.B., Acevedo, M.F., Gunter, P., Harcombe, P., Lindquist, C. y Monticino, M. 2006a. Biocomplexity in the Big Thicket. *Ethics, Place, Environment: A Journal of Philosophy and Geography*, 9: 21-45.

Callicott, J.B., Rozzi, R., Delgado, L., Monticino, M., Acevedo, M. y Harcombe, P. 2006b. Biocomplexity and conservation of biodiversity hotspots: three case studies from the . *Philosophical Transactions of the Royal Society B: B.* 362:321-333. doi:10.1098/rstb.2006.1989

Centeno J.C. 1997. *Deforestaciones fuera de control en Venezuela*. Universidad de los Andes, Mérida, .

Cottingham, K.L. 2002. Tackling biocomplexity: the role of people, tools, and scale. *BioScience* 52: 793-799.

Covich, A. 2000. Biocomplexity and the future: the need to unite disciplines. *BioScience* 51: 908-914.

Cozine, J.J. 2004. *Saving the Big Thicket: From Exploration to Preservation, 1685-2003*. University of North Texas Press, Denton, Tex.

CVG TECMIN. 1987. *Informe de avance de Clima, Geología Geomorfología Suelos y Vegetación*. Hoja NB-20-4. Ciudad Bolívar, Venezuela: CVG Técnica Minera C. A. Proyecto Inventario de los Recursos Naturales

CWRAM, 2002. *Watershed atlas* for Ray Roberts, Lewisville, and Grapevine. Center for Watershed and Reservoir Assessment and Management at the University of North Texas, Denton.

Delgado, L., Rosales, J., Blanca, R., Castellanos, H., Figueroa, J., Leal, S., Mansutti, A., Rodríguez, A., Sanchez, B. y Valeri, C., 2005. A conceptual model of biocomplexity in the upper Botanamo river basin. In: Tonella, G. (Ed), *Proceedings of the Fifth International Conference on Modelling, Simulation, and Optimization (MSO 2005)*. The International Association of Science and Technology for Development (IASTED). *Acta Press, Anaheim*. Pp. 297-302.

Dybas, C.L. 2001. From biodiversity to biocomplexity: a multidisciplinary step toward understanding our environment. *BioScience* 51: 426-430.

Evans, T.P. y Kelley, H. 2004. Multi-scale analysis of a household level agent-based model of land-cover change. *Journal of Environmental Management* 72: 57-72.

- Evans, T.P., Manire, A., de Castro, A., Brondizio, E. y McCracken, S. 2001. A dynamic model of household decision making and parcel level land-cover change in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 143: 95-113.
- Evans, T.P. y Moran, E.F. 2002. Spatial integration of social and biophysical factors related to land cover change. *Population and Development Review* 28: 165-186.
- Foster, D.R., Motzkin, G. y Slater, B. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New England . *Ecosystems* 1: 96-119.
- Freeman III, A.M. 1993. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Washington : Resources for the Future.
- Gómez-Pompa A. y Kaus, A. 1990. Traditional management of tropical forests in . In *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rainforest* (ed. A. B. Anderson), pp. 45-64. New York : Columbia University Press.
- Gómez-Pompa, A. y Kaus, A., 1992. Taming the wilderness myth. *BioScience* 42: 271-279.
- Gunter, P.A.Y. 1993. *The Big Thicket: An Ecological Evaluation*. University of North Texas Press, Denton, Tex.
- Haber, W. 2004. Landscape ecology as a bridge from ecosystems to human ecology. *Ecological Research* 19: 99-106.
- Hardin, G. 1968. Tragedy of the commons. *Science* 162: 1243-1248.
- Hare, M. y Deadman, P. 2004. Further towards a taxonomy of agent-based simulation models in environmental management. *Mathematics and Computers in Simulation* 64: 25-40.
- Hargrove, E. C. 2000. Toward teaching environmental ethics: exploring problems in the language of evolving social values. *Canadian Journal of Environmental Education* 5: 1-20.
- Hoffman, M., Kelly, H. y Evans, T. 2002. *Simulating land-cover change in Indiana : an agent-based model of de/reforestation*. In: Janssen, M.A. (Ed.), *Complexity and Ecosystem Management: The Theory and Practice of Multi-agent Systems*. Edward Elgar Publisher, Northampton , pp. 218-247.
- Houghton, R.A. 1994. The worldwide extent of land-use change. *Bioscience* 44: 305-313.
- Huigen, M.G.A. 2002. *Spatially explicit Modelling of land-use change in the Sierra Madre, , The MameLuke Project*. In: Parker, D.C., Berger, T., Manson, S.M. (Eds), *Agent-based models of land-use and land-cover change. Report and Review of an International Workshop Irvine, California October 4–7, 2001*. Bloomington, Indiana : LUCC International Project Office.
- Keeney, R.L. y Raiffa, H. 1993. *Decisions with Multiple Objectives*. Cambridge University Press, Cambridge .
- Kellert, S.R., 1997. *Kinship to Mastery: Biophilia in Human Evolution and Development*. Washington, D.C. Island Press.
- Lepers, E., Lambin, E.F., Janetos, A.C., DeFries, R., Achard, F., Ramankutty, N. y Scholes, R.J. 2005. A Synthesis of Information on Rapid Land-cover Change for the Period 1981-2000. *Bioscience* 55: 115-124.
- Ligtenberg, A., Bregt, A.K. y van Lammeren, R. 2001. Multi-actor-based land use modelling: spatial planning using agents. *Landscape and Urban Planning* 56: 21-33.
- Lim, K., Deadman, P., Moran, E., Brondizio, E. y McCracken, S. 2002. *Agent based simulations of household decision making and land use change near Altamira, .* In: Gimblett, H.R. (Ed.), *Integrating geographic information systems and agent-based Modelling techniques for simulating social and ecological processes*. Oxford University Press, Oxford , pp. 277-309.
- Loibl, W. y Toetzer, T. 2003. Modelling growth and densification processes in suburban regions – simulation of landscape transition with spatial agents. *Environmental Modelling and Software* 18: 553-563.
- Lundberg, A. 2002. The interpretation of culture in nature: landscape transformation and vegetation change during two centuries at Hystad, SW Norway . *Norwegian Journal of Geography* 56: 246-256.

Manson, S.M. 2002. *Integrated assessment and projection of land-use/land-cover change in the southern Yucatán peninsular region of*. In: Parker, D.C., Berger, T., Manson, S. M. (Eds), *Agent-based models of land-use and land-cover change. Report and Review of an International Workshop* Irvine, California October 4–7, 2001. Bloomington, Indiana: LUCC International Project Office, pp. 56-59.

Mansutti, A., Flores, A. L., Perozo, A., Rigores, A., Figueroa, I., Sevilla, V., Navarro, A., Hernández, L., Castellanos, H. y De Martino, A. 2000. *Diagnóstico de los conflictos socio-ambientales en Imataca: Líneas estratégicas para el resguardo y la consolidación de los asentamientos humanos ubicados en la Reserva Forestal Imataca. Ciudad Bolívar*. UNEG/Banco Mundial/MARN.

Mas, J.F., Puig, H., Palacio, J.L. y Sosa-López, A. 2004. Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environmental Modelling and Software* 19: 461-471.

Metzger, J. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10: 1147- 1161.

Michener, W.K., Baerwald, T.J., Firth, P., Palmer, M.A., Rosenberger, J.L., Sandlin, E.A. y Zimmerman, H. 2001. Defining and Unraveling Biocomplexity. *Bioscience* 51: 1018-1023.

Miranda, M., Hernández, L., Ochoa, J., Yerena, E. y Blanco-Urbe, A. 1998. *All That Glitters is Not Gold: Balancing Conservation and Development in Venezuela's Frontier Forests*. World Resource Institute. Washington.

Monticino, M., Acevedo, M.F., Callicott, J.B., Cogdill, T. y Lindquist, C. 2007. Coupled human and natural systems: a multi-agent based approach. *Environmental Modeling and Software* 22: 656-663.

Monticino, M.G., Cogdill, T. y Acevedo, M.F. 2002. Cell interaction in semi-Markov forest landscape models. In: Rizzoli, A.E., Jakeman, A.J. (eds.), *Integrated Assessment and Decision Support: Proceedings of the 1st Biennial Meeting of the IEMSS*. IEMSS, Lugano, , pp. 227-232.

Moran, E.F. y Ostrom, E. (eds.) 2005. *Seeing the Forest and the Trees: Interactions in forest ecosystems*. MIT Press, Cambridge, MA.

Moreno, N., Quintero, R., Ablan, M., Barros, R., Dávila, J., Ramírez, H., Tonella, G. y Acevedo, M.F. 2007. Biocomplexity of deforestation in the Caparo tropical forest reserve in : an integrated multi-agent and cellular automata model. *Environmental Modeling and Software* 22: 664-673.

Newell, J., Dickson, K.L., Fitzgerald, J.W., Atkinson, S.F. y Acevedo, M.F. 1997. A landscape ecological characterization of the Ray Roberts Lake study area, north-central Texas : temporal variations in landscape pattern 1987-1992. *Romanian Journal of Optoelectronics* 5: 95-110.

Norton, B.G. 1991. Thoreau's insect analogies: or why environmentalists hate mainstream economists. *Environmental Ethics* 13: 235-251.

NTCOG, 2005. North Central Texas Council of Governments. Demographic Estimates. Retrieved 10/12/2005. Available from: <http://www.nctcog.org/>.

Ojima, D.S., Galvin, K.A. y Turner II, B.L. 1994. The global impact of land-use change. *Bioscience* 44: 300-304.

Openshaw, S. 1995. Human systems modeling as a new grand challenge area in science: What has happened to the science in social science? *Environment and Planning A* 26: 499-508.

Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions of Collective Action*. Cambridge University Press: Cambridge, .

Pahl-Wostl, C. 2004. *The implication of complexity of integrated resources management*. In Pahl-Wostl, C., Schmidt, S., Rizzoli, A.E., Jakeman, A.J., (Eds), *Complexity and Integrated Resources Management: Transactions of the 2nd Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society (IEMSS)*, volume 1. IEMSS, Manno, , pp. 25-33.

Pahl-Wostl, C. 2005. Information, public empowerment, and the management of urban watersheds. *Environmental Modelling and Software* 20: 457-467.

- Parker, D.C., Manson, S. M., Janssen, M.A, Hoffman, M.J. y Deadman, P. 2003. Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: a review. *Annals of the Association of American Geographers* 93: 313-337.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L. y Grove, J.M. 2005. Biocomplexity in coupled natural-human systems: a multidimensional framework. *Ecosystems* 8: 225-232.
- Pozzobón, E. 1996. *Estudio de la dinámica de las deforestaciones en la Reserva Forestal de Caparo mediante imágenes HRV SPOT*. Universidad de Los Andes. Facultad de Ciencias Forestales. Escuela de Ingeniería Forestal. Departamento de Ingeniería. Mérida-Venezuela.
- Redman, C.L. 1999. *Human impact on ancient environments*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona, USA.
- Rojas, J. 1993. La colonización agraria de las Reservas Forestales: ¿un proceso sin solución? Universidad de los Andes, Instituto de Geografía, Mérida, Venezuela. *Cuadernos Geográficos* 10: 110.
- Rolston III, H. 1985. Valuing wildlands. *Environmental Ethics* 7:113-128.
- Sánchez, M. 1989. *Situación actual del proceso de ocupación de la Reserva Forestal en Caparo*. Universidad de los Andes, Instituto de Geografía y Conservación de Recursos Naturales, Mérida, Venezuela.
- Turner, B. L. II, Clark, W.C., Kates, R.W., Richards, J.F., Mathews, J.T. y Meyer, W.B. (eds.). 1990a. *The Earth as Transformed by Human Action: Global and Regional Changes in the Biosphere over the Past 300 Years*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Turner, S.J., O'Neill, R.V., Conley, W., Conley, M.R. y Humphries, H.C. 1990b. Pattern and scale: statistics for landscape ecology. In: *Quantitative methods in landscape ecology*. Turner M. G. and Gardner (Eds) Springer, . Pp. 17-49.
- UCV-MARNR. 2002. *Ordenamiento territorial de la Reserva Forestal Imataca y sus áreas adyacentes*. II Etapa. Bases del Plan de Ordenamiento. II Informe Técnico. Caracas, : MARN.
- Walker, R. 2003. Mapping process to pattern in the landscape change of the Amazonian frontier. *Annals of the Association of American Geographers* 93: 376-398.
- Walker, R. 2004. Theorizing land-cover and land-use change: the case of tropical deforestation. *International Regional Science Review* 27: 247-270.
- Walker, R., Perz, S., Caldas, M. y Silva, L.G.T. 2002. Land Use and Land Cover Change in Forest Frontiers: The Role of Household Life Cycles, *International Regional Science Review* 25: 169-199.
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H. y Verardo, D.J. (eds.) 2000. *Land Use, Land-Use Change, and Forestry: A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge .
- Zube, E. 1987. Perceived land use patterns and landscape values. *Landscape Ecology* 1: 37-45.